Québec

Note de recherche n° 107

Utilisation des indices de Pielou pour caractériser la diversité des types de végétation dans une aire commune de la forêt boréale

HÉLÈNE D'AVIGNON[1], CATHERINE PÉRIÉ[1], VINCENT GERARDIN[2] ET ROCK OUIMET[3]

F.D.C. 180(047.3)(714)
L.C. SD387.S94

Résumé

Des données d'inventaires écologiques ont servi de base pour évaluer la diversité végétale à l'échelle du peuplement forestier dans une aire commune (1 360 km²) de la forêt boréale. Nous avons vérifié l'influence de variables du milieu sur le nombre d'espèces végétales qui y ont été recensées ; seuls l'altitude, le type de dépôt et le drainage latéral l'influencent. Les données ont ensuite fait l'objet d'une typologie écologique ; il en est résulté 34 types de végétation. Ces types ont servi d'unités de base aux calculs de trois indices – *H*, *S* et *R* –, choisis pour évaluer facilement la diversité végétale des écosystèmes terrestres. Les trois indices mesurent une diversité de composition en espèces vasculaires : *H* mesure la similarité d'espèces entre les types ; *S* estime la richesse maximale en espèces que peuvent contenir les types et *R* donne, par la proportion d'espèces qui n'ont été recensées qu'une seule fois dans l'inventaire, une mesure de leur rareté locale. L'indice *H* révèle que, plus les types ont d'espèces en commun, plus ils sont voisins dans la typologie. Les résultats suggèrent aussi que les pessières ont une composition en espèces qui leur est propre. L'indice *S* montre que ce sont les types qui font partie de la succession de la sapinière à bouleau blanc qui ont la richesse estimée la plus élevée ; suivent ensuite les autres types de sapinières, puis les pessières. L'indice de rareté locale *R* est de 16 % ; cette proportion d'espèces rares n'est cependant pas toujours associée à des types rares dans le territoire. Ce portrait, dressé à partir des trois indices, peut être utilisé pour évaluer les changements de diversité végétale à l'échelle du peuplement dans un territoire aussi grand que celui d'une aire commune et pour y déterminer des objectifs de conservation de cette diversité.

Mots clés : aménagement forestier durable, indices de diversité végétale, types forestiers.

Abstract

Biodiversity was assessed at the stand level, in a management unit of 1 360 km², using data from two ecological surveys. An analysis of the effect of environmental variables on species richness revealed that only altitude, surface deposit and the presence of seepage influenced the number of plant species. The ecological typology included 34 vegetation types, 32 of which are dominated by a forest structure. The two vegetation types that are not forest-dominated are an open-Sphagnum-bog type and a Calamagrostis-marsh type. The vegetation types were used to calculate three indices – H, S, and R – to measure the diversity of plant species. The H index measures the similarity of plant species between vegetation types ; S estimates the total species richness of the vegetation types and R measures plant species rarity based on single occurrence. The H index revealed that the greater the number of common species, the more similar the vegetation types are in typology. For example, the fir-sphagnum type and the black spruce-fir-moss type have 73 % species similarity while the open bog has only 21 % of the species common with the fir-white birch-raspberry shrub type. The results also suggest that black spruce forests have a particular plant species composition. The S index indicated that vegetation types that make up the succession of the white birch-fir forest have the highest species richness followed by the other fir forests and the black spruce forests. The index of local rarity R was calculated as 16 %. However, this proportion of rare species is not always associated with the less frequently represented vegetation types. The indices H, S and R can be easily computed to survey the changes in biodiversity at the stand level and used as a baseline to establish biodiversity conservation objectives for a management unit.

Key words : Sustainable Forest Management, forest ecological classification, plant species diversity indices.

[1] Scierie Leduc, Division de Daishowa inc.
[2] Direction du patrimoine écologique et du développement durable, ministère de l'Environnement du Québec.
[3] Direction de la recherche forestière, Forêt Québec.

Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein
SAINTE-FOY (Québec) G1P 3W8 Canada

Téléphone : (418) 643-7994
Télécopieur : (418) 643-2165
Courriel : rech.for@mrn.gouv.qc.ca

INTRODUCTION

Le maintien de la diversité biologique est l'un des six critères d'aménagement forestier durable (MRN 1996). Dans sa stratégie de mise en œuvre sur la convention de la diversité biologique, le ministère de l'Environnement propose de suivre l'évolution des espèces et des écosystèmes à l'aide d'indicateurs, mesurés à partir de données comparables d'une région à l'autre (MEF 1996). Le ministère des Ressources naturelles (MRN) dispose justement d'importantes banques de données qui proviennent d'un inventaire écologique systématique qui couvre le territoire forestier du Québec méridional. À partir de ces données, le MRN propose, à l'échelle du paysage, des indicateurs de conservation de la diversité des écosystèmes forestiers (MRN 1998). À l'échelle du peuplement, le MRN propose comme indicateur la « proportion des types forestiers », mais seulement dans les territoires dits « protégés ». Pourtant, c'est à cette échelle qu'on effectue les traitements sylvicoles, ceux-ci produisant des effets déterminants sur la biodiversité (Christensen et Emborg 1996, Roberts et Gilliam 1995). Dans les territoires sous aménagement, la biodiversité devrait donc être surveillée à la même échelle que celle à laquelle ont lieu ces traitements (Welsh et Venier 1996). La recherche d'indicateurs applicables à l'échelle du peuplement est d'autant plus pertinente qu'on estime que plus de 95 % de la biodiversité présente en milieu forestier est constituée de petits organismes (invertébrés, plantes invasculaires, champignons, moisissures, etc. ; Huot 1996, MRN 1996).

Quelle(s) forme(s) de vie peut (peuvent) représenter toutes les autres ?

Dans une revue portant sur les indicateurs de la diversité à l'échelle du peuplement, Huot (1996) mentionne que les plantes, les oiseaux et les mammifères continueront d'être utilisés encore longtemps comme indicateurs de la diversité biologique dans les peuplements forestiers. Il rajoute cependant que les oiseaux et les mammifères ne constituent pas les indicateurs les plus fiables puisqu'ils dépendent autant de la structure de la forêt à l'échelle du paysage que de sa structure à l'échelle du peuplement. Dans ces conditions, les plantes, et notamment les plantes vasculaires, resteraient donc encore le meilleur indicateur pour rendre compte de la diversité à l'échelle du peuplement. À partir de simples données de présence/absence et de recouvrement des plantes au sol, quantité d'indices et de modèles ont été créés pour exprimer la diversité (Frontier et Pichod-Viale 1995, Magurran 1988, Legendre et Legendre 1979). Encore aujourd'hui, le simple calcul de la richesse, tout comme le calcul des indices de Hill (N_1), de Shannon-Weaver (H') et de Simpson (1/D) - pour ne nommer que ceux-là - sont utilisés pour mesurer, entre autres, les effets des traitements sylvicoles sur la diversité floristique (Thomas *et al.* 1999, Qian 1998, Qian *et al.* 1998, Gilliam *et al.* 1995, Halpern et Spies 1995). Mais les plantes suffisent-elles à elles seules pour représenter adéquatement la biodiversité selon les trois échelles où elle s'exprime (gène, espèce, écosystème) ? Pielou (1993) pense, qu'en attendant d'acquérir de nouvelles connaissances sur les écosystèmes terrestres, les plantes vasculaires et les bryophytes sont encore les meilleurs indicateurs pour exprimer la biodiversité de ces écosystèmes. Pour arriver à l'exprimer, elle propose de mesurer trois indices, chacun étant associé aux trois échelles d'expression de la diversité biologique, soit celle des écosystèmes (par l'indice ***H***), celle des espèces (par l'indice ***S***) et celle des gènes (par l'indice ***R***).

Le « filtre brut » est-il maintenu ?

L'utilisation de ces trois indices reste en accord avec l'idée de vouloir préserver la biodiversité par la conservation de toute la diversité des écosystèmes à caractère forestier, c'est-à-dire par l'application de ce qu'il est convenu d'appeler le « filtre brut » (Hunter 1990). Alors qu'à l'échelle du paysage, on perçoit, par exemple, une mosaïque d'écosystèmes de pessières, de sapinières, de sapinières à bouleau blanc, de bétulaies, etc., à l'échelle dite du peuplement, on perçoit une mosaïque encore plus fine d'écosystèmes. Par exemple, deux peuplements de sapinières peuvent encore se distinguer par la composition en espèces de leur sous-bois et par les milieux qu'elles occupent. Cette diversité de sous-bois à l'intérieur des peuplements forestiers – de sapinières dans l'exemple en cause – est exprimée par l'unité écosystémique appelée, selon les auteurs, « type de végétation » ou « type forestier » (Cauboue *et al.* 1996). Ainsi, pour autant que l'on maintienne toute la diversité des types de végétation, la notion de « filtre brut » s'applique à l'échelle du peuplement.

Le premier objectif de ce travail est de vérifier s'il y a présence de relations entre quelques variables de la cartographie écoforestière et la richesse des espèces végétales recensées lors des inventaires écoforestiers. Le deuxième objectif est d'appliquer, à l'aide du recensement des espèces, les trois indices de Pielou (***H***, ***S*** et ***R***) pour un territoire aménagé de la forêt boréale, afin que l'on puisse y évaluer sa biodiversité. Le troisième objectif est de comparer les résultats obtenus à l'aide des deux inventaires écoforestiers utilisés pour calculer les indices. L'interprétation des indices s'applique plus précisément au territoire de l'aire commune 031-07, qui est présentement sous contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAF). L'expérimentation présentée dans cette note s'inscrit dans un projet plus large d'expérimentation d'une méthodologie de mesure et de suivi d'indicateurs d'aménagement durable dans le territoire de cette aire commune (Levesque *et al.* 1999, D'Avignon *et al.* 1999, Périé *et al.* 2000a, Ouimet *et al.* 2000, Périé *et al.* 2000b, D'Avignon *et al.* 2000).

TERRITOIRE À L'ÉTUDE

L'aire commune 031-07 (anciennement 032-02), qui couvre un territoire d'environ 1 360 km² au nord de la ville de Québec dans la réserve faunique des Laurentides, est située entre les latitudes 47° 08' N. et 47° 45' N. et les longitudes 70° 55' O. et 71° 40' O. (figure 1). C'est un territoire public présentement sous CAAF avec la compagnie Scierie Leduc, division de Daishowa inc. Du point de vue

ERRATA

La figure 1 aurait dû être celle-ci :

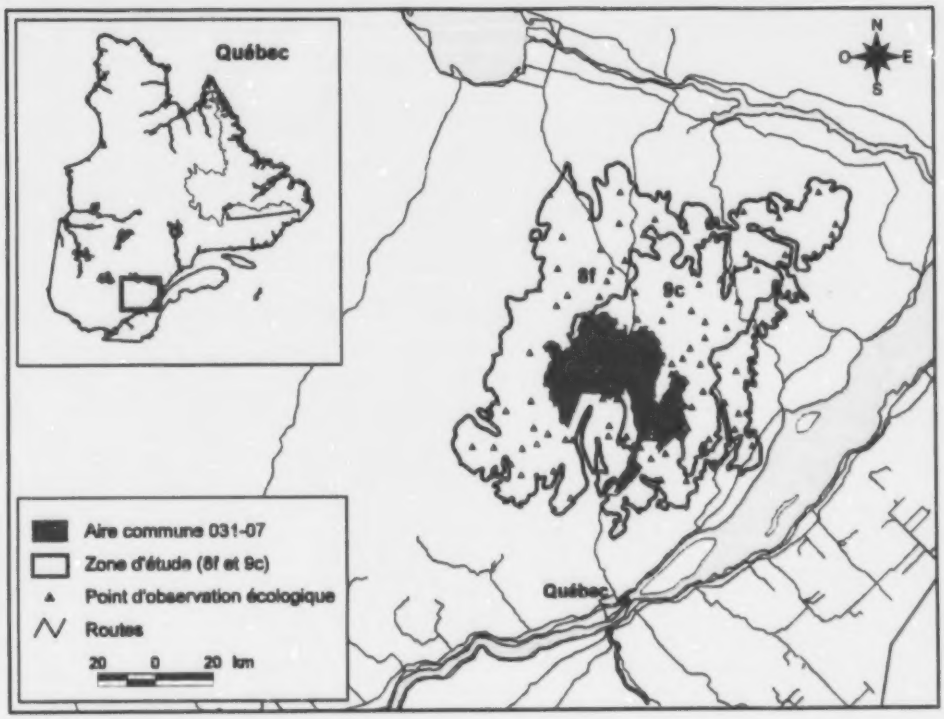


Figure 1. Localisation de l'aire commune 031-07, de la zone d'étude et des points d'observation (P.O.) de l'inventaire écologique du MRN. Les points sur la figure représentent le centre des virées composées de 6 à 7 P.O.

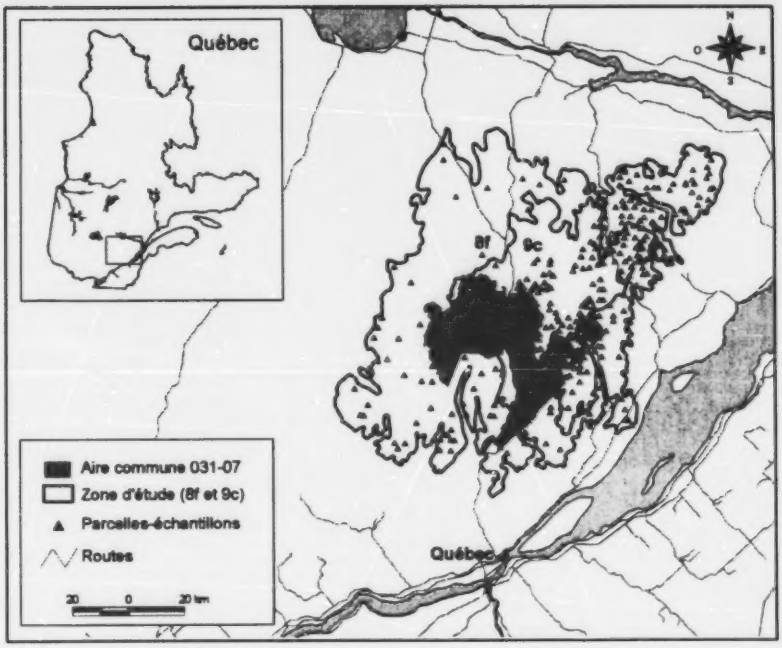


Figure 1. Localisation de l'aire commune 031-07, de la zone d'étude et des placettes-échantillons du MRN.

physiographique, la réserve est l'une des portions les plus accidentées de la longue chaîne des Laurentides qui longe, d'ouest en est, la rive nord du fleuve Saint-Laurent jusqu'au Cap Tourmente, 55 km en aval de Québec. L'assise rocheuse de la réserve consiste en gneiss précambriens avec intrusions de granit, d'anorthosite et de syénite. Les glaciers y ont modelé un relief de collines moutonnées, de vallées et de cuvettes. C'est surtout dans un axe sud-nord que les écarts d'altitude contrastent ; du niveau du fleuve au sud, les plus hauts sommets dépassent rapidement les 1 000 mètres au nord. Les changements de climat provoqués par cette élévation subite produisent également des changements dans la végétation, remarquables dès les premiers contreforts. En effet, en partant de Québec et en se dirigeant vers le nord jusqu'au territoire concerné, on ne traverse pas moins de trois zones de végétation et de quatre domaines bioclimatiques (Thibault et Hotte 1985). L'aire commune 031-07 appartient aux deux domaines les plus boréaux de ces trois zones, soit la sapinière à bouleau blanc, d'une part, et la sapinière à épinette noire, d'autre part. Les sols qui s'y sont développés portent la marque de l'influence de la végétation et du climat froid et très humide : des podzols ferro-humiques ou humo-ferriques avec de fréquents ortsteins ou fragipans, tels que ceux que l'on trouve beaucoup plus au nord (Lamontagne et Nolin 1997).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Matériel

Un objectif inhérent au projet consistait à utiliser des données écologiques déjà existantes. Deux inventaires écologiques ont été réalisés (tableau 1) dans le territoire de l'aire commune ; l'un par le MRN en 1989 et l'autre par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF 1994). Les méthodes de prise de données sont décrites dans des normes publiées (MRN 1994 ; MEF 1994, 1981). Des précisions supplémentaires sur les données sont disponibles dans D'Avignon *et al.* (1999). La principale différence entre les deux inventaires réside dans la manière d'inventorier les espèces ; dans l'inventaire du MRN, on recensait les espèces selon une liste préétablie ; dans l'inventaire du MEF, on recensait les espèces les plus abondantes ou celles reconnues pour avoir une signification écologique. La principale faiblesse de ces deux inventaires à l'égard des objectifs poursuivis est qu'aucun des deux ne contenait un recensement exhaustif d'espèces végétales.

Tableau 1. Description sommaire des deux inventaires écologiques utilisés pour le projet

Caractéristiques	Inventaire écoforestier du MRN	Inventaire écologique MEF (projet GIR)
Nombre de P.O. (Points d'observation)	388	521
Intensité d'échantillonnage (Nbre de P.O. par 10 km^2)	1,3	3,8
Type d'échantillonnage	Virées de ±1,2 km (5 à 7 P.O.) le long d'un gradient topographique	Transect le long des caténas[1]
Données recueillies : - végétation	Recensement des espèces vasculaires et invasculaires (recensées d'après une liste normative) Données d'abondance-dominance	Recensement des espèces vasculaires et invasculaires (recensées par des spécialistes en écologie) Données d'abondance-dominance
- milieu	Topographie : altitude, versant, exposition, situation sur la pente, forme et inclinaison de la pente, longueur de la pente arrière, etc. Géomorphologie : dépôt meuble, épaisseur de dépôt, drainage.	

[1] Caténas : succession de sols résultant de conditions climatiques et géomorphologiques comparables, mais dont les caractéristiques diffèrent à cause du relief et du drainage.

Tableau 2. Équations utilisées pour calculer les indices des trois niveaux de diversité

Mesures de diversité de composition en espèces	Indice	Équation
Entre les types de végétation	*H*	Jaccard (MAGURRAN 1988) $H = \frac{j}{(a+b-j)}$ où : *H* : similarité de composition en espèces entre les types de végétation j : nombre d'espèces communes aux deux types de végétation a : nombre d'espèces dans le premier type de végétation b : nombre d'espèces dans le deuxième type de végétation
À l'intérieur des types de végétation	*S*	Équation de saturation de Michaelis-Menten $S = \frac{s(B+n)}{n}$ où : *S* : nombre total d'espèces estimées *s* : nombre d'espèces observées B : constante de demi-saturation (nombre de P.O. nécessaires pour obtenir la moitié du nombre total d'espèces) *n* : nombre de P.O.
Pourcentage d'espèces « localement » rares	*R*	$R = 100 \times \frac{singleton}{s}$ où : R : proportion d'espèces rares « localement » (en %) s : nombre total d'espèces recensées dans l'inventaire *singleton* : occurrence des espèces recensées dans un seul P.O.

Méthodes

Classification écosystémique des points d'observation

Malgré leur appellation qui évoque plutôt l'idée de « communauté végétale », les types de végétation sont, à proprement parler, des écosystèmes, car la méthode employée pour les classifier (Gérardin 1977) prend en compte les interactions entre les espèces végétales recensées, et entre celles-ci et le milieu ; par exemple, l'abondance marquée des sphaignes sur les sols mal drainés ou celle des plantes herbacées dans les bétulaies. Les deux banques de points d'observation (P.O.) disponibles ont été classifiées séparément. Rappelons que le P.O. est l'appellation retenue par le Service des inventaires forestiers du MRN pour désigner l'emplacement où la collecte des données écologiques est effectuée (MRN 1994). Le type de végétation est l'unité écologique de base des calculs des indices ***H*** et ***S***. L'indice ***R*** est calculé sur l'ensemble des P.O.

Relation entre le nombre d'espèces végétales recensées dans les P.O. et quelques variables de la cartographie écoforestière

Par une analyse de la variance, nous avons vérifié la présence de relations possibles entre cinq variables de la cartographie écoforestière et le nombre d'espèces recensées dans les P.O. Les cinq variables soumises à l'analyse sont : l'étage bioclimatique, le drainage, le drainage latéral, le dépôt meuble et la hauteur du couvert de végétation (< 4 m et ≥ 4 m). Toutes les doubles interactions ont également été testées. Par la suite, des tests de comparaison de moyennes ont été effectués (Tukey ; $\alpha = 0{,}10$).

Le calcul des indices H, S et R

Nous avons choisi d'utiliser ces trois indices après qu'ils ont été examinés et que leurs limites d'interprétation et d'utilisation ont été déterminées (Ouimet *et al.* 2000). Les équations que nous avons utilisées pour calculer les trois indices de diversité ***H***, ***S*** et ***R*** sont présentées au tableau 2. L'indice ***H*** (calculé avec l'équation de Jaccard) a été calculé en utilisant cinq P.O. choisis au hasard parmi le nombre de P.O. qui compose chaque type de végétation. Le fait d'utiliser cinq P.O. sous-estime légèrement les similarités de composition en espèces entre les types de végétation et cause beaucoup de variabilité. L'indice demeure donc une mesure grossière de la similarité, mais non moins valable dans le contexte de l'évaluation de la biodiversité d'un grand territoire (Ouimet *et al.* 2000). Les indices ***H*** ont été calculés entre chaque type de végétation pris deux à deux. La proportion d'espèces communes entre chacun d'eux est présentée sous la forme d'une matrice de coefficients (procédure *SIMQUAL* de NTSYS-pc 1987). Nous avons ensuite soumis cette matrice à une analyse de groupements (*cluster analysis* « *UPGMA* », procédure *SAHN* de NTSYS-pc 1987) afin d'interpréter globalement les similarités d'espèces entre tous les types de végétation. Le résultat de cette analyse est présenté sous la forme d'un arbre de classification. Les types de végétation les plus proches sont ceux qui partagent le plus d'espèces communes. Les valeurs expriment des moyennes arithmétiques calculées à partir des valeurs des coefficients ***H*** et non à partir des données sur la présence des espèces. Pour savoir la proportion d'espèces communes entre les groupes obtenus par l'analyse de groupements, nous y avons recalculé les coefficients de Jaccard à partir des espèces comprises dans chacun des dits groupes.

C'est la fonction de saturation de Michaelis-Menten que nous avons choisie, parmi d'autres fonctions, pour calculer l'indice ***S*** (Ouimet *et al.* 2000), et ce, pour les raisons suivantes : 1) la fonction a l'avantage de posséder des paramètres ajustables qui ont une signification biologique ; le paramètre ***S*** fournit l'asymptote et le paramètre ***B***, l'échantillonnage nécessaire pour estimer ***S***/2 ; 2) cette fonction de saturation est suffisamment robuste pour que l'on puisse utiliser un recensement non exhaustif d'espèces. L'indice ***S*** a été calculé avec tous les P.O. de chaque type de végétation. Un minimum de 5 P.O. était nécessaire pour que le modèle puisse estimer des valeurs de ***S***. Nous n'avons pu, pour cette raison, obtenir une valeur de ***S*** pour les types de végétation représentés par moins de 5 P.O. Les intervalles de confiance des indices ***S*** ont été établis à un seuil de 95 %.

L'indice ***R*** a été calculé en prenant en compte toutes les espèces recensées dans chacun des deux inventaires. En calculant la proportion d'espèces qui n'ont été recensées qu'une seule fois dans un point d'observation par rapport à toutes les autres qui l'ont été plus d'une fois, on obtient une mesure de l'isolement des populations de celles qui n'ont été recensées qu'une seule fois. Les espèces recensées une seule fois sont désignées par le terme *singleton*, terme emprunté à Pielou (1993). Nous avons fondu les deux listes de *singletons* en une seule, malgré les méthodes différentes d'inventaire d'espèces adoptées par chaque ministère. Tel qu'il est calculé, l'indice ***R*** doit donc être interprété avec discernement.

RÉSULTATS et DISCUSSION

Classification écosystémique des P.O.

À l'exception d'une tourbière non boisée (32-TOU/s) et d'une herbaçaie (14-cac/s), les types de végétation observés ont tous un caractère forestier (tableau 3). Ils représentent différents stades de succession (étape d'une chronoséquence de végétation) de la forêt et de son développement (en voie de régénération, jeune, mûr, etc.). L'inventaire du MEF a permis de décrire plus de types de végétation que celui du MRN, surtout dans le cas des forêts pionnières (de moins de 4 m de hauteur). La diversité des types de végétation dans les jeunes forêts y est donc mieux représentée. Par ailleurs, on y note l'absence de pessières à éricacées et de pessières à éricacées et à lichens (33-EPN/kaa.leg et 34-EPN/kaa.cla), alors que des visites du territoire ont permis d'en constater la présence. Les deux classifications ont permis de relever une diversité de 34 types de végétation. Cette diversité apparaît suffisante pour couvrir, grâce aux deux inventaires, la plupart des stades de succession représentatifs de cette portion du

Tableau 3. Types de végétation dans l'aire commune 031-07

N°	Code	Appellation	MEF	MRN
			Nbre de P.O.	
		Moins de 4 m de hauteur		
1	rui(bop)/n	arbustaie à framboisier (à bouleau blanc) et à herbacées	5	14
2	bop/n	arbustaie à bouleau blanc et à herbacées	26	
3	bop(sab)/rui	arbustaie à bouleau blanc (à sapin) et à framboisier	20	10
4	bop.sab/rui.s	arbustaie à bouleau blanc, à framboisier et à sphaignes	7	1
5	bop.sab/s	arbustaie à bouleau blanc, à sapin et à sphaignes	5	
6	sab/s	arbustaie à sapin et à sphaignes	15	3
7	sab.bop/m.s	arbustaie à sapin, à bouleau blanc, à mousses et à sphaignes	4	
8	sab.bop/s	arbustaie à sapin, à bouleau blanc et à sphaignes	7	
9	sab/m	arbustaie à sapin et à mousses	13	2
10	sab.epn/m	arbustaie à sapin, à épinette noire et à mousses	5	1
11	sab.epn/m.s	arbustaie à sapin, à épinette noire, à mousses et à sphaignes	4	1
12	epn/m.s	arbustaie à épinette noire, à mousses et à sphaignes	22	1
13	epn/s	arbustaie à épinette noire et à sphaignes	18	
14	cac/s	herbaçaie à calamagrostide et à sphaignes	3	
		Plus de 4 m de hauteur		
15	BOP/n	forêt à bouleau blanc et à herbacées	15	3
16	BOP.SAB/n	forêt à bouleau blanc, à sapin et à herbacées	22	7
17	BOP.SAB/o.s	forêt à bouleau blanc, à sapin, à oxalide et à sphaignes	5	8
18	SAB(BOP)/n	forêt à sapin (à bouleau blanc) et à herbacées	11	12
19	SAB/m	forêt à sapin et à mousses	33	22
20	SAB/m.o	forêt à sapin, à mousses et à oxalide	41	2
21	SAB(BOP)/o	forêt à sapin à bouleau blanc et à oxalide	42	74
22	SAB.BOP/o.d	forêt à sapin, à bouleau blanc, à oxalide et à dryoptéride	8	43
23	SAB/m.s	forêt à sapin, à mousses et à sphaignes	40	44
24	SAB/s	forêt à sapin et à sphaignes	19	8
25	SAB.EPN/s	forêt à sapin, à épinette noire et à sphaignes	13	15
26	EPN.SAB/m	forêt à épinette noire, à sapin et à mousses	19	10
27	EPN.SAB/m.s	forêt à épinette noire, à sapin, à mousses et à sphaignes	8	32
28	EPN/m	forêt à épinette noire et à mousses	27	16
29	EPN/m.s	forêt à épinette noire, à mousses et à sphaignes	14	20
30	EPN/s	forêt à épinette noire et à sphaignes	39	10
31	ALR(SAB)/s	arbustaie à aulne rugeux (à sapin) et à sphaignes	6	4
32	TOU/s	tourbière à sphaignes	5	7
33	EPN/kaa.leg	forêt à épinette noire et à éricacées		15
34	EPN/kaa.cla	forêt à épinette noire, à éricacées et à lichens		3
	Total		521	388

domaine de la sapinière à bouleau blanc. En ce qui a trait aux stades de développement, on ne peut malheureusement pas savoir si cette diversité comprend de « vieux » écosystèmes forestiers, étant donné qu'on ne fait pas la distinction entre les peuplements mûrs et ceux qui sont surannés dans la méthode de classification. Les écosystèmes « vieux » sont, en effet, reconnus pour renfermer une grande diversité d'espèces, notamment de plantes invasculaires. Pouvoir les repérer sur le territoire afin de les y maintenir se révèle donc essentiel au maintien de la diversité en milieu forestier (Desponts *et al.* 1999). De plus, la pertinence d'utiliser les types de végétation en tant qu'unité écologique de base des calculs des indices de diversité à l'échelle du peuplement a déjà été discutée dans la note qui présente le portrait floristique du territoire de l'aire commune (D'Avignon *et al.* 1999).

Relation entre le nombre d'espèces végétales recensées dans les P.O. et quelques variables de la cartographie écoforestière

L'analyse de la variance du nombre d'espèces végétales recensées dans les P.O. du MRN (variable dépendante) en fonction des cinq variables indépendantes est significative ($P < 0,05$), mais son pouvoir explicatif est faible ($R^2 = 0,09$). Les variables les plus explicatives sont : l'étage bioclimatique, la présence de drainage latéral et le type de dépôt meuble. La richesse moyenne en espèces végétales varie avec l'étage bioclimatique ($P < 0,001$). Ainsi, on obtient, entre 700 et 900 m, une moyenne de 22 espèces, moyenne qui varie de 20 à 24 ; au-delà de cette altitude, cette moyenne n'est que de 20 espèces (figure 2). On peut supposer que ces faibles différences sont attribuables au fait que le recensement des espèces n'était pas exhaustif. Par ailleurs, ce résultat va dans le même sens que ce qu'on observe généralement : la richesse en espèces vasculaires diminue à mesure que les conditions climatiques deviennent plus rigoureuses (Qian 1998). D'autre part, dans tous les P.O. avec drainage latéral, on recensait en moyenne deux espèces végétales de plus qu'en absence de celui-ci ($P = 0,06$; figure 3). Ce résultat corroborerait ce que certains écologistes ont observé concernant une corrélation possible entre le drainage latéral et la diversité floristique. L'analyse de la variance ne montre aucune relation entre le drainage et la richesse observée, alors que le type de dépôt meuble en montre une ($P = 0,07$; figure 4). Toutefois, la seule tendance observée est qu'il y a moins d'espèces sur les dépôts fluvio-glaciaires que sur les dépôts organiques. Enfin, aucune double interaction n'est significative. Avec les données du MEF cependant, l'interaction « dépôt meuble – étage bioclimatique » s'est révélée significative à l'égard de la richesse observée ($P = 0,04$). Rappelons que les analyses ont été faites en prenant en compte l'ensemble des P.O. et non pas par type de végétation. Bien qu'il soit intéressant de vérifier la présence de relations entre les variables du milieu et le nombre d'espèces dans les P.O., il reste que, de nos jours, ces relations sont déjà intégrées dans les typologies forestières à partir desquelles la diversité de composition est étudiée (Thomas *et al.* 1999, Brockway 1998, Gilliam *et al.* 1995, Halpern et Spies 1995, Glenn-Lewin 1975, Auclair et Goff 1971, Monk 1967).

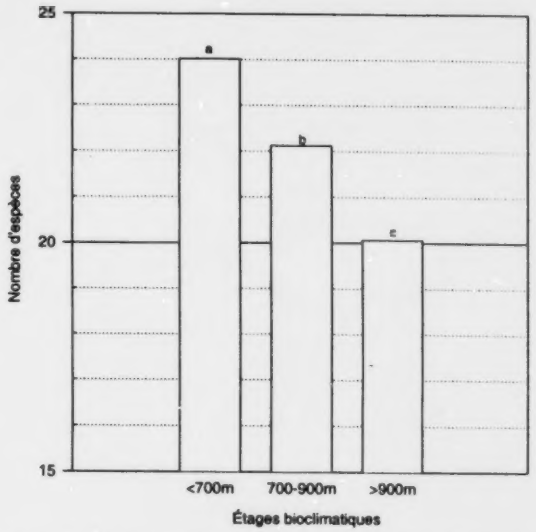


Figure 2. Relation entre l'étage bioclimatique et le nombre d'espèces recensées dans les P.O. du MRN. Les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes.

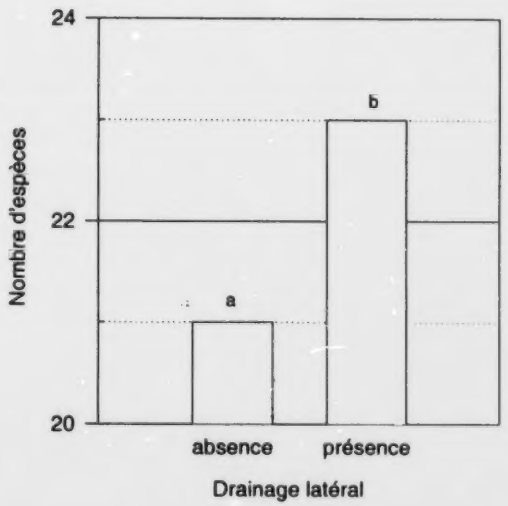


Figure 3. Relation entre le drainage latéral et le nombre d'espèces recensées dans les P.O. du MRN. Les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas sinificativement différentes.

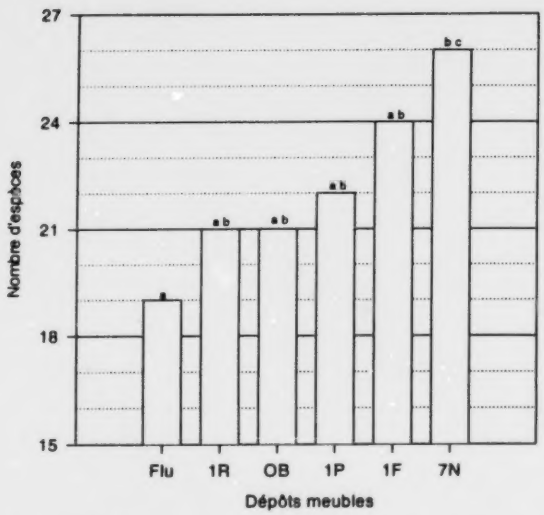


Figure 4. Relation entre les dépôts meubles et le nombre d'espèces recensées dans les P.O. du MRN. Les moyennes affectées d'une même lettre ne sont pas significativement différentes.
Codes des types de dépôts meubles : Flu : dépôt fluvio-glaciaire ; 1R : till mince ; OB : affleurements rocheux et éboulis ; 1P : till épais ; 1F : till délavé ; 7N : dépôt organique.

Indice **H** *: similarité de composition en espèces végétales entre les types de végétation*

Grâce à la matrice des coefficients de Jaccard, on peut savoir quels types de végétation ont le plus d'espèces végétales en commun et quels sont ceux qui en ont le moins. Dans l'inventaire fait par le MRN, la sapinière à mousses et à sphaignes (23-SAB/m.s) et la pessière à sapin et à mousses (26-EPN.SAB/m) sont les deux types de végétation qui ont le plus d'espèces en commun (74 %) ; inversement, la tourbière à sphaignes (32-TOU/s) et l'arbustaie à bouleau blanc, à sapin et à framboisier (3-bop(sab)/rui) sont les deux types qui en ont le moins (21 %). Dans l'inventaire fait par le MEF, la pessière à sapin, à mousses et à sphaignes (27-EPN.SAB/m.s) et la pessière à mousses et à sphaignes (29-EPN/m.s) ont 79 % d'espèces en commun ; inversement, l'arbustaie à framboisier, à bouleau blanc et à herbacées (1-rui(bop)/n) et la tourbière à sphaignes (32-TOU/s) n'ont que 3 % d'espèces en commun. Il n'est pas étonnant que les proportions les plus élevées en espèces communes soient observées entre des types de végétation voisins dans la typologie : la composition en espèces est manifestement prise en compte dans la classification écologique. Il faut seulement garder à l'esprit que la composition en espèces n'est pas le seul critère de classification ; l'abondance relative des espèces compte également pour beaucoup, surtout en forêt boréale (Pitkänen 1998, Roberts et Gilliam 1995).

Examinons les groupes de l'arbre de classification schématisé obtenus avec les types de végétation du MRN (figure 5a). L'arbre de classification détaillé est présenté à l'annexe A. La première division sépare les types de végétation de pessières (numéros en gras) (1er groupe) des autres types de végétation (2e groupe). La deuxième division isole la bétulaie à sapin et à framboisier (3-bop(sab)/rui) de moins de 4 m de hauteur du deuxième groupe pour constituer un troisième groupe. La troisième division isole la pessière à mousses (28-EPN/m) du premier groupe pour former un quatrième groupe. Les pessières, et particulièrement la pessière à mousses (28-EPN/m), semblent avoir une composition en espèces de sous-bois qui diffère des autres groupes. Dans l'arbre de classification schématisé obtenu avec les types de végétation du MEF (figure 5b), on distingue un groupe de pessières (numéros en gras) à la quatrième division. L'arbre de classification détaillé est présenté à l'annexe B. La première division sépare la tourbière à sphaignes (32-TOU/s) et l'aulnaie à sapin et à sphaignes (31-ALR(SAB)/s) (1er groupe) des autres types de végétation (2e groupe). La deuxième division isole la sapinière à bouleau blanc à dryopteris et à oxalis (22-SAB.BOP/o.d) du deuxième groupe ; cette division indiquerait que cette sapinière aurait une composition d'espèces qui lui serait particulière. La troisième division sépare ce qui constituait le premier groupe : la tourbière et l'aulnaie ; cette division suggère que ces deux types sont très différents l'un de l'autre, même s'ils se distinguent tous les deux de tous les autres types de végétation à la première division. La quatrième division isole un groupe de pessières du deuxième groupe. Malgré les méthodes différentes de recensement d'espèces, le résultat commun aux deux arbres de classification semble indiquer que les pessières ont une composition en espèces végétales de sous-bois qui leur est propre.

L'indice ***H*** peut servir à grouper des types de végétation dans un contexte de surveillance de la diversité de composition. Par exemple, on pourrait suivre la similarité d'espèces entre des types de végétation de couverts différents (sapinière, pessière, bétulaie, etc.) et non pas type par type. On pourrait également accorder une importance particulière à la sapinière à bouleau blanc, à dryopteris et à oxalis (22-SAB.BOP/o.d), à l'aulnaie (31-ALR(SAB)/s) et à la tourbière (32-TOU/s) puisqu'elles semblent avoir une composition d'espèces qui leur est particulière. Surgissent cependant d'autres considérations. À l'intérieur des groupes issus de l'analyse de groupements, les types ne présentent pas nécessairement tous la même richesse en espèces. C'est donc en examinant également les résultats des estimations de la richesse totale en espèces (indice ***S***) que l'on pourra mieux déterminer le nombre optimum de types de végétation à surveiller en vue de préserver la diversité végétale à l'échelle du peuplement.

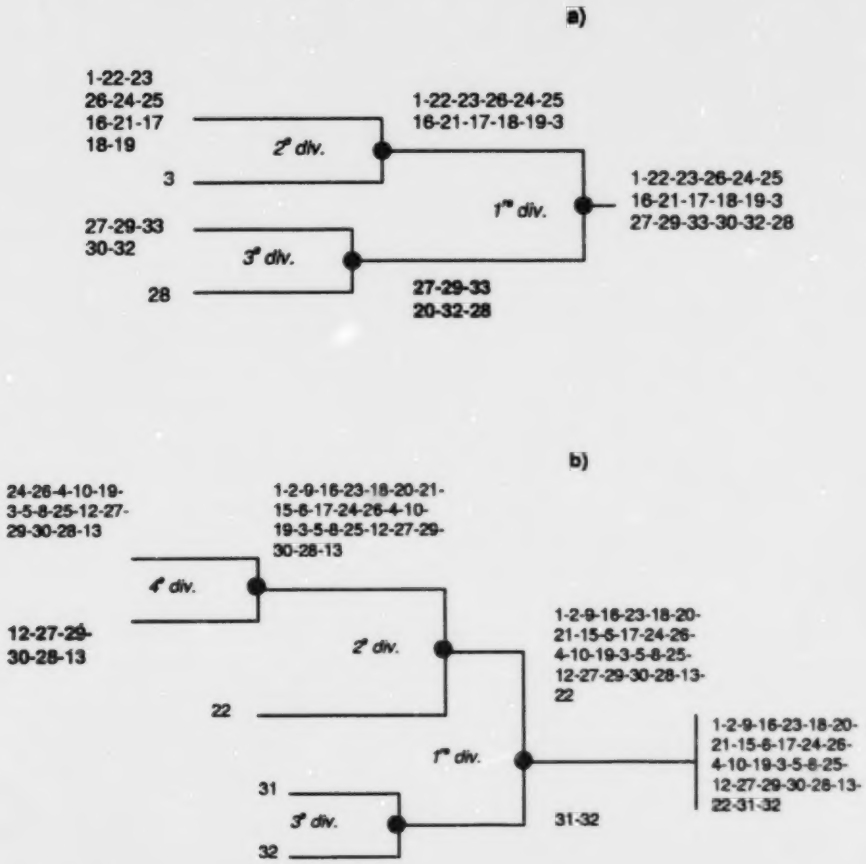


Figure 5. Arbres de classification schématisés issus de l'analyse de groupements faite avec les types de végétation a) du MRN et b) du MEF (voir tableau 3 pour la composition des types de végétation).

Indice **S** *: nombre total d'espèces végétales estimées dans un type de végétation*

L'un des objectifs de l'estimation de la richesse maximale de chaque type de végétation est de pouvoir comparer la richesse entre les types de végétation. Nous avons donc vérifié le degré de dépendance possible entre la richesse estimée et le nombre de P.O. qui compose chaque type. Aucune dépendance n'y a été décelée pour l'indice ***S*** (figure 6a) alors que la dépendance est forte dans le cas du nombre d'espèces végétales recensées (figure 6b). On peut donc comparer les valeurs de ***S*** entre les types de végétation. La valeur de l'indice ***S*** donne un ordre de grandeur du nombre total d'espèces végétales que l'on pourrait trouver dans un type de végétation donné si on le recensait dans toute son aire de distribution. L'indice varie d'un type à l'autre, et on sait sa valeur tributaire de la méthode de recensement utilisée, tels que l'indiquent les résultats du tableau 4. Par exemple, avec la méthode de recensement du MRN, on estime à 72 espèces le nombre maximale d'espèces susceptibles d'être recensées dans la sapinière à épinette noire et à sphaignes (25-SAB.EPN/s), tandis qu'on estime à 38 le nombre maximal d'espèces en utilisant le recensement du MEF. Les indices auraient été sûrement plus élevés si nous avions disposé d'un recensement exhaustif des espèces, ne serait-ce que des plantes vasculaires. Ce qui importe, pour qui entend suivre la diversité végétale à l'intérieur des types de végétation à l'aide de ces indices, c'est de conserver la même méthode de recensement tout au cours du suivi si l'on veut que les indices puissent être comparables. Par ailleurs, les types ont des indices qui varient de 47 à 98 avec l'inventaire du MRN et de 22 à 68 avec l'inventaire du MEF. Les intervalles de confiance montrent très peu de différences significatives entre les types de végétation dans cet éventail de richesse en espèces. Il n'y a, en effet, que deux groupes de richesse

Tableau 4. Valeurs des indices *S* et *B* estimées pour chaque type de végétation du MRN et du MEF

		MRN							MEF						
N°	Types de végétation	Nbre P.O.	Nbre observées	*S* Nbre d'esp. estimées	Intervalles de confiance de *S*		Paramètre *B*	Écart-type résiduel de l'équation	Nbre P.O.	Nbre observées	*S* Nbre d'esp. estimées	Intervalles de confiance de *S*		Paramètre *B*	Écart-type résiduel de l'équation
1	rui(bop)/n	14	48	66	63	69	5,0	0,17	5	19	54	-14	121	9,2	6,09
2	bop/n								26	36	48	45	51	8,3	0,47
3	bop(sab)/rui	10	59	91	83	99	5,2	0,28	20	35	53	50	56	10,1	0,18
4	bop.sab/rui.s	1							7	28	57	46	67	7,0	0,54
5	bop.sab/s	0							5	19	37	27	47	4,3	1,05
6	sab/s	3	33	96	-193	385	5,8	1,97	15	26	35	32	39	5,1	0,79
7	sab.bop/m.s	0							4	13	22	2	42	2,5	11,47
8	sab.bop/s	0							7	24	53	45	62	8,3	0,24
9	sab/m	0							13	23	36	30	41	6,6	0,99
10	sab.epn/m	0							5	18	46	25	68	7,3	0,99
11	sab.epn/m.s	0							4	18	40	22	58	5,1	1,58
12	epn/m.s	0							22	35	49	46	52	8,7	0,32
13	epn/s	0							18	38	55	51	58	7.9	0,33
14	cac/s	0							3	20					
15	BOP/n	3	32	51	35	67	1,9	0,75	15	28	41	38	43	6,3	0,31
16	BOP.SAB/n	7	45	77	44	110	4,4	1,00	22	29	36	36	40	6,1	0,34
17	BOP.SAB/o.s	8	45	58	53	58	1,8	0,27	5	14	22	9	35	2,3	6,71
18	SAB(BOP)/n	12	69	91	90	93	3,8	0,10	11	21	32	26	38	5,6	1,11
19	SAB/m	22	59	85	74	95	8,6	0,47	33	32	52	45	58	18,6	0,65
20	SAB/m.o	0							41	34	48	44	51	15,4	0,43
21	SAB(BOP)/o	74	76	95	91	99	17,4	0,25	42	34	46	43	49	15,8	0,44
22	SAB.BOP/o.d	43	77	98	94	101	10,6	0,31	8	20	26	23	28	2,3	0,55
23	SAB/m.s	44	67	80	79	81	7,9	0,08	40	25	29	26	31	6,2	1,79
24	SAB/s	8	50	64	59	69	2,1	0,39	19	36	59	49	69	10,8	1,14
25	SAB.EPN/s	15	56	72	70	73	3,8	0,12	13	25	38	34	42	6,4	0,51
26	EPN.SAB/m	10	39	48	43	53	2,1	0,58	19	23	34	24	44	8,7	3,28
27	EPN.SAB/m.s	32	62	78	75	82	7,8	0,24	8	22	37	32	41	5,0	0,37
28	EPN/m	16	51	67	65	68	4,6	0,08	27	30	40	37	44	8,9	0,66
29	EPN/m.s	20	55	66	63	68	3,7	0,27	14	25	35	28	41	5,5	2,07
30	EPN/s	10	53	76	70	82	4,1	0,29	39	32	38	35	41	7,1	1,11
31	ALR(SAB)/s	4	49	94	17	171	3,8	1,38	6	26	68	46	91	9,8	0,69
32	TOU/s	7	39	47	45	49	1,5	0,26	5	16	55	14	95	10,6	1,17
33	EPN/kaa.leg	15	51	62	60	64	2,9	0,17	0						
34	EPN/kaa.cla	3	37	63	24	102	2,5	1,25	0						

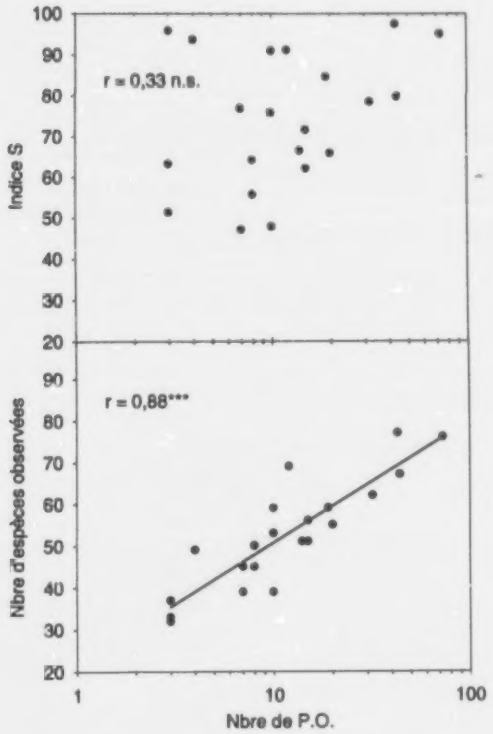


Figure 6. Relation entre le nombre de P.O. composant chaque type de végétation et a) le nombre d'espèces recensées et b) le nombre estimé d'espèces (indice ***S*** ; données du MRN). Chaque point dans le graphique représente un type de végétation.
n.s. = non significatif
*** = $P \leq 0{,}001$

maximale estimée différents pour les types du MEF et que quatre groupes pour les types du MRN (tableaux 5 et 6). Si les résultats du MEF ne prêtent guère à l'interprétation des groupes, ceux du MRN s'y prêtent davantage. Un gradient croissant de richesse maximale estimée semble se dessiner, des pessières aux sapinières à bouleau blanc. En effet, on remarque que la catégorie de richesse désignée « très élevée » comprend les types qui forment la succession de la sapinière à bouleau blanc et que la catégorie « élevée » comprend principalement les sapinières, alors que les pessières font surtout partie de la catégorie « moyenne ». Dans cette dernière, on se surprend à trouver l'arbustaie à framboisier, qu'on aurait cru plus riche. De fait, l'idée selon laquelle la richesse en espèces est plus élevée dans ce stade de succession que dans les autres est répandue ; certaines études l'ont d'ailleurs démontrée (Thomas *et al.* 1999, Elliot *et al.* 1997, Collins *et al.* 1985, Ford *et al.* 1977). D'autres auteurs ont pourtant rapporté que lorsqu'une station était colonisée par une espèce pionnière particulièrement envahissante, comme c'est souvent le cas après une coupe forestière, la richesse en

Tableau 5. Catégories de richesse estimée avec les types de végétation du MEF

Catégories de richesse	
Faible	Élevée
Indices	
S **: 22 à 44 espèces**	***S*** **: 43 à 68 espèces**
H **: 7 à 71 %**	***H*** **: 18 à 71 %**
Nombre de *singletons* : 5	Nombre de *singletons* : 7
Types	
10- sab.epn/m [1] (***S*** : 25-68) 11-sab.epn/m.s (***S*** : 22-58) 15-BOP/n (***S*** : 38-43) *Diervilla lonicera, Hieracium* sp. 32-TOU/s (***S*** : 14-95)	
6-sab/s	2-bop/n *Streptopus roseus*
9-sab/m	3-bop(sab)/rui
	4-bop(sab)/rui.s
	8-sab.bop/s
16-BOP.SAB/n	
	12-epn/m.s
17- BOP.SAB/o.s	*Pteridium aquilinum* *Ribes americanum*
18-SAB(BOP)/n	*Cladonia uncialis*
22-SAB.BOP/o.d *Sorbus decora*	13-epn/ s
23-SAB/m.s	19-SAB/m
	20-SAB/m.o
25-SAB.EPN/s *Cinna latifolia*	21-SAB(BOP)/o *Streptopus amplexifolius*
26-EPN.SAB/m *Mnium sp.* *Lycopopdium clavatum*	24-SAB/s *Circaea alpina*
27-EPN.SAB/m.s	31-ALR(SAB)/s *Sanguisorba canadensis*
28-EPN/m	
29-EPN/m.s *Myrica gale*	
30-EPN/s	
5-bop.sab/s	

[1] Les quatre premiers types du tableau chevauchent les deux catégories de richesse estimée.

Tableau 6. Catégories de richesse estimée avec les types de végétation du MRN

Catégories de richesse			
Faible	Moyenne	Élevée	Très élevée
Indices			
***S* : 43 à 58** ***H* : 34 à 39 %**	***S* : 60 à 69** ***H* : 40 à 63%**	***S* : 70 à 82** ***H* : 48 à 67 %**	***S* : 83 à 101** ***H* : 51 à 66 %**
Nombre de *singletons*[1] : 3	**Nombre de *singletons* : 7**	**Nombre de *singletons* : 1**	**Nombre de *singletons* : 6**
Types			
32-TOU/s *Sphagnum squarrosum* *Sarracenia purpurea*	33-EPN/kaa.leg *Empetrum nigrum* *Comandra livida*	19-SAB/m	3-bop(sab)/rui *Galium triflorum*
		23-SAB/m.s *Pyrola elliptica*	18-SAB(BOP)/n *Corylus cornuta*
26-EPN.SAB/m	28-EPN/m *Vaccinium cespitosum*	25-SAB.EPN/s	*Trillium erectum*
17-BOP.SAB/o.s *Moneses uniflora*	29-EPN/m.s *Rhododendron canadensis*	27-EPN.SAB/m.s	21-SAB(BOP)/o *Coralhoriza maculata*
		30-EPN/s	*Circaea alpina* *Aster macrophyllus*
	24-SAB/s *Osmunda cinnamomea*		22-SAB(BOP)/o.d
	1-rui(bop)/n *Solidago macrophylla*		
	Lycopodium complanatum		
	15-BOP/n[2] (***S*** : 35-67)		
	16-BOP.SAB/n (***S*** :44-110)[2]		
	31-ALR(SAB)/s (***S*** :17-171)[2]		

[1] Le singleton *Hieracium* sp. a été observé dans le type de végétation 4-bop.sab/rui.s, un type qui n'a pu être soumis à l'estimation de la richesse maximale.

[2] Types de végétation qui chevauchent deux catégories ou plus de richesse estimée.

espèces vasculaires était d'abord limitée, puis tendait à augmenter au stade de succession suivant (Yorks et Dabydeen 1999, Halperins et Spies 1995). Nous observons ici le même phénomène. Au stade de succession qui suit cette arbustaie à framboisier (1-rui(bop)/n), soit la bétulaie à sapin et à framboisier (3-bop(sab)/rui), on assiste à une « remontée » de la richesse maximale estimée (catégorie « très élevée »). Par ailleurs, la catégorie de richesse « faible » semble tenir lieu de « fourre-tout » pour rassembler des types fort dissemblables. En ce qui a trait à la tourbière (32-TOU/s), il était probable qu'elle puisse tomber dans cette catégorie puisqu'il faut rappeler que ce sont surtout les espèces vasculaires qui ont été recensées et non les espèces invasculaires, ces dernières présentant généralement une flore diversifiée dans la tourbière (Gronon 1996). D'autre part, la pessière à sapin et à mousses (26-EPN.SAB/m) n'est que d'une catégorie « moins riche » que les autres pessières. La bétulaie à herbacées (15-BOP/n) n'est représentée que par trois P.O., un nombre insuffisant pour tirer une interprétation valable de l'estimation de sa richesse maximale. Enfin, la bétulaie à sapin et à sphaignes (17-BOP.SAB/o.s) fait aussi partie de la catégorie « faible », bien qu'elle ait été observée surtout sur drainage latéral, une variable qui s'est pourtant révélée favorable à la diversité.

Comment expliquer les différences de richesse ?

D'un certain point de vue, on suppose intuitivement que, plus un type de végétation couvre de territoire, plus il renferme d'espèces. Par ailleurs, certains types d'écosystèmes semblent parfois renfermer une grande diversité d'espèces, malgré leur étendue limitée. Par exemple, le modèle de saturation de Michaelis-Menten estime une grande richesse pour l'aulnaie à sapin et à sphaignes (31-ALR(SAB)/s), qui n'occupe pourtant que le bord des cours d'eau sur le territoire de l'aire commune : 94 espèces avec le recensement du MRN et 68 espèces avec celui du MEF, la plus haute valeur estimée par le MEF. À la lumière de ce résultat, on constate donc l'importance de connaître, au moyen de la cartographie, la proportion que chaque type de végétation occupe sur le territoire. On a déjà discuté de l'importance d'établir le lien hiérarchique entre les types de végétation, les peuplements et la mosaïque de ces peuplements dans le paysage forestier au moyen de la cartographie (D'Avignon *et al.* 1999).

En plus de l'indice ***S*** - le paramètre du modèle de saturation qui livre une estimation de la richesse totale - il y a le paramètre ***B***, dit « constante de demi-saturation », qui indique la quantité nécessaire de P.O. pour obtenir la moitié de

cette estimation. Dans le cas de la sapinière à épinette noire et à sphaignes (25-SAB.EPN/s), quatre P.O. sont nécessaires pour recenser la moitié du nombre maximal estimé d'espèces, soit 72/2 = 36 espèces. Ce paramètre peut se révéler fort utile dans la mise sur pied d'un programme de surveillance économique de la diversité en espèces des types de végétation. Dans l'exemple précédent, il suffirait de quatre P.O. pour suivre 50 % de la richesse « maximale » de ce type de végétation, pour autant qu'on respecte la même méthode de recensement.

En définitive, modéliser cette relation du nombre d'espèces cumulées en fonction du nombre de P.O. prospectés a permis de comparer la richesse en espèces végétales entre les types de végétation. Les deux paramètres du modèle de saturation, soit l'indice **S** et la « constante de demi-saturation » ***B***, de même que les quatre catégories de richesse estimée entre les types de végétation du MRN obtenus avec les données prises en 1989 peuvent être mis à profit lors de la mise sur pied d'un programme de surveillance de la diversité végétale dans l'aire commune.

Indice **R** *: proportion d'espèces rares « localement »*

Cet indice est lié à la notion de rareté, une notion indissociable du concept de biodiversité. La rareté est employée ici au sens de « peu fréquent » dans l'espace. Bien entendu, l'indice est loin de rendre compte de tous les aspects de la rareté associée à la biodiversité. De plus, il s'agit de rareté dite « locale », c'est-à-dire qui ne concerne que le territoire inventorié.

La proportion de *singletons* recensés dans l'inventaire constitue une mesure de l'isolement des populations d'individus de ces espèces et non de l'isolement d'un seul de leur individu dans un P.O. En effet, dans la majorité des cas, plus d'un individu représentait ces espèces dans les P.O. (c'est-à-dire leur abondance > « + » selon l'échelle de Braun-Blanquet 1932). Pielou (1993) voit, dans la mesure de l'indice *R*, une mesure de la diversité non seulement spécifique mais aussi génétique de ces petites populations de *singletons*. En effet, si une petite population d'un *singleton* donné devient trop isolée d'une autre de ses petites populations sur le territoire, le risque d'appauvrissement génétique de ce *singleton* augmente. Rappelons, de plus, qu'aucun des deux inventaires d'espèces employés n'était exhaustif. Aussi, il faut garder à l'esprit que la diversité observée dans un inventaire sera toujours plus faible que la diversité réelle observée dans tout un territoire donné : en tout état de cause, des espèces ou des populations rares échapperont à l'échantillonnage (Frontier et Pichod-Viale 1995). Pour toutes ces raisons, la prudence est de mise dans l'interprétation de l'indice.

L'indice ***R*** constitue tout de même un apport intéressant à l'évaluation de la biodiversité, car il intègre trois des caractéristiques majeures inhérentes à la rareté. La première caractéristique a trait à l'abondance (ou fréquence) d'une espèce ou d'une population d'espèces rencontrée dans un territoire donné. La « quantité d'information » apportée par un « événement » (ici la présence d'un *singleton*) est, en effet, d'autant plus grande que cet événement est rare (Frontier et Pichod-Viale 1995). La deuxième caractéristique se rapporte à la répartition des P.O. dans le territoire. En connaissant cette répartition, on connaît, par le fait même, celle des *singletons*. Enfin, la troisième caractéristique est liée à la spécificité de l'habitat (soit ici le type de végétation). Savoir dans quel type de végétation a été recensé chaque *singleton* apporte des indications sur les relations écologiques qu'il entretient avec l'habitat qui l'englobe.

L'inventaire du MRN comprend 18 *singletons* (tous des vasculaires), ce qui représente 18/116 = 15 % du total de l'inventaire. L'inventaire du MEF en comprend, pour sa part 15, (13 vasculaires et deux invasculaires), ce qui représente 16 % du total des espèces (tableau 7). Malgré les méthodes différentes d'inventaire, l'apport à la mesure de la diversité est presque égal. En refondant les deux listes de *singletons*, on obtient 21 *singletons* sur un total de 128 espèces, ce qui donne un indice ***R*** de 16 % (tableau 8). Précisons que les *singletons* répertoriés ici ne sont ni en situation précaire, ni vulnérables, ni menacés, au sens entendu par la loi (MRN 1998).

Les types de végétation dans lesquels ces *singletons* ont été observés sont présentés aux tableaux 5 et 6. En cartographiant la proportion des types dans le territoire, on pourrait savoir s'ils y sont eux-mêmes rares ou non. On serait alors en mesure de vérifier si les *singletons* sont rares en raison du fait que leur type de végétation l'est aussi, comme on l'a constaté pour les espèces rares dans le sud du Québec. On dit, en effet, que les espèces végétales rares dans cette partie du Québec sont, en général, associées à des habitats rares (MRN 1998). Des essais de cartographie des types de végétation ont été expérimentés et sont présentés dans une autre note (D'Avignon *et al.* en prép.). Par ailleurs, un examen approfondi des connaissances actuelles de l'autécologie des *singletons* recensés se révèle essentiel pour déterminer l'importance qu'on devra accorder à chacun d'eux dans le contexte de la surveillance de la biodiversité. Par exemple, est-ce que *Moneses uniflora* est naturellement rare sur le territoire et, si elle l'est, devrait-elle être l'objet, pour cette raison, d'une surveillance plus grande qu'un autre *singleton*, dont on ne connaît que peu de chose ? En l'absence de connaissances suffisantes pour chacun des *singletons*, il demeure donc encore préférable de leur accorder une importance égale par rapport à la surveillance. De plus, les surveiller permettra de vérifier si les activités forestières ne contribueront pas à les raréfier davantage.

CONCLUSION

La méthode de classification a permis de livrer un portrait détaillé des différents stades de succession des peuplements susceptibles d'être rencontrés dans le territoire de l'aire commune 031-07. Cependant, la méthode n'a pas permis de distinguer les peuplements mûrs des peuplements surannés. La diversité exprimée par les différents types de végétation reflète, rappelons-le, celle des interactions connues entre les espèces végétales et entre

Tableau 7. Liste des *singletons* des deux inventaires. Le caractère gras indique que l'espèce a été recensée dans l'autre inventaire

Singleton			
MRN	Fréquence dans MEF	**MEF**	Fréquence dans MRN
Aster macrophyllus	22		
Circaea alpina	1	***Lycopodium clavatum***	3
Corylus cornuta		*Myrica gale*	
Comandra livida		***Pteridium aquilinum***	4
Corallhoriza maculata		*Ribes americanum*	
Empetrum nigrum		*Sanguisorba canadense*	
Galium triflorum		*Sorbus decora*	
Hieracium sp.	1	***Streptopus amplexifolius***	40
Lycopodium complanatum		*Streptopus roseus*	
Moneses uniflora		*Cladonia uncialis*	absent de la liste du MRN
Osmunda cinnamomea		***Circaea alpina***	1
Pyrola elliptica		***Viola sp.***	23
Rhododendron canadense		***Mnium sp.***	5
Sarracenia purpurea		***Hieracium sp.***	1
Solidago macrophylla	23	*Diervilla lonicera*	
Sphagnum squarrosum		*Cinna latifolia*	
Trillium erectum			
Vaccinium cespitosum			

Le caractère gras indique que l'espèce a été recensée dans l'autre inventaire.

Tableau 8. Refonte des deux listes de *singletons*

Singletons
Cinna latifolia
Cladonia uncialis
Comandra livida
Corallhoriza maculata
Corylus cornuta
Diervilla lonicera
Empetrum nigrum
Galium triflorum
Lycopodium complanatum
Moneses uniflora
Myrica gale
Osmunda cinnamomea
Pyrola elliptica
Rhododendron canadense
Ribes americanum
Sanguisorba canadense
Sarracenia purpurea
Sorbus decora
Sphagnum squarrosum
Streptopus roseus
Trillium erectum
Vaccinium cespitosum

celles-ci et le milieu. Il s'agit donc de l'expression d'une diversité d'écosystèmes ; c'est sur la base de cette diversité d'écosystèmes, obtenue par la méthode de classification employée, que nous avons calculé les deux indices de diversité de composition ***H*** et ***S***. Ces deux indices ont permis d'établir une échelle de ressemblance de composition en espèces entre les types de végétation, d'une part, et d'estimer leur richesse totale, d'autre part. La proportion d'espèces communes entre les types de végétation est en général assez élevée, dépassant souvent les 50 %. En général, les types de végétation qui partagent le plus d'espèces communes sont aussi apparentés dans la typologie, mais quelques cas font cependant exception. Par ailleurs, on a vu que la richesse maximale estimée variait beaucoup entre les types de végétation. De façon générale, on a estimé que la richesse des types de végétation appartenant à la succession de la sapinière à bouleau blanc était plus élevée que celle des types faisant partie des sapinières pures, richesse elle-même plus élevée que celle des types faisant partie des pessières. De plus, on a montré que l'étage bioclimatique et le drainage latéral étaient les deux variables du milieu les plus associées à la richesse. Enfin, le calcul de ***R*** indique qu'une proportion de 16 % d'espèces végétales, pour des raisons qui restent à déterminer, étaient rares sur le territoire au moment des inventaires.

Les trois indices se complètent par l'information qu'ils apportent sur l'un ou l'autre aspect de la diversité. Le portrait de la diversité végétale, que ces trois indices livrent globalement, demeure toutefois imparfait, mais suffisant pour qu'il puisse servir de base à la détermination d'objectifs de conservation de la biodiversité à l'échelle du peuplement. Selon ce qu'on visera à préserver, on pourra créer un programme de surveillance, programme qui devra respecter les méthodes d'inventaire déjà utilisées si l'on veut que les indices puissent avoir un sens.

REMERCIEMENTS

Nous remercions M. Sylvain Végiard de nous avoir aidés à interpréter les tests statistiques, Mme Sylvie Tremblay pour les judicieux commentaires, Mme Sylvie Bourassa pour la mise en page du manuscrit et enfin MM. Pierre Bélanger et Fabien Caron pour sa révision et son édition.

*

RÉFÉRENCES

AUCLAIR, A.N. et F.G. GOFF, 1971. *Diversity relations of upland forests in the western Great Lakes area*. American Naturalist 105 : 499-528.

BRAUN-BLANQUET, J., 1932. *Les survivants des périodes glaciaires dans la végétation méditerranéenne du Bas-Languedoc, leur valeur indicatrice et leur signification pratique*. Communication statistique internationale de géobotanique méditerranéenne alpine.

BROCKWAY, D.G., 1998. *Forest plant diversity at local and landscape scales in the Cascade Mountains of southwestern Washington*. Forest Ecology and Management 109 : 323-341.

CAUBOUE, M., W.L. STRONG, L. ARCHAMBAULT et R.A. SIMS, 1996. *Terminologie de la classification écologique des terres au Canada*. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. Rapport d'information. LAU-X-114.

COLLINS, B.S., D.P. DUNNE, S.T.A. PICKETT, 1985. *Responses of forest herbs to canopy gaps*. Pages 218-234 *in* S.T.A. Pickett and P.S. White, editors. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida, USA.

CHRISTENSEN, M. et J. EMBORG, 1996. *Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark*. Forest Ecology and Management 85 : 47-51.

D'AVIGNON, H., C. PÉRIÉ, V. GERARDIN et R. OUIMET, 2000. *Cartographie des types de végétation dans une aire commune située dans la forêt boréale de l'Est*. Gouvernement du Québec, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière (en préparation).

D'AVIGNON, H., C. PÉRIÉ, V. GERARDIN et R. OUIMET, 1999. *Établissement d'indicateurs d'aménagement forestier durable dans l'aire commune 32-02 : portrait de la richesse floristique*. Gouvernement du Québec, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière nº 96. 22 p.

DESPONTS, M., L. BÉLANGER, A. DESROCHERS et J. HUOT, 1999. *Les sapinières vierges : un élément essentiel au maintien de la biodiversité en milieu forestier*. L'Aubelle nº 131 : 21-24.

ELLIOT, K.J., L.R. BORING, W.T. SWANK et B.R. HAINES, 1997. *Successional changes in plants species diversity and composition after clearcutting a Southern Appalachian watershed*. Forest Ecology and Management 92 : 67-85.

FORD, E.D. et P.J. NEWBOULD, 1977. *The biomass and production of ground vegetation and its relation to tree cover through a deciduous woodland cycle*. Journal of Ecology 65 : 201-212.

FRONTIER, S. et D. PICHOD-VIALE, 1995. *Écosystèmes : structure, fonctionnement, évolution*. 2e édition, Masson, Paris. 447 p.

GERARDIN, V., 1977. *An integrated approach to the determination of ecological groups in vegetation studies. Ph.D.* University of Connecticut. 237 p.

GILLIAM, F.S., N.L. TURRIL et M.B. ADAMS, 1995. *Herbaceous-layer and overstory species in clear-cut and mature central Appalachians hardwood forests*. Ecological Application 5 : 947-955.

GIVEN, D.R., 1994. *Principles and practices of plant conservation*. Timber Press inc.

GLENN-LEWIN, D.C., 1975. *Plant species diversity in ravines of the southern Finger Lakes region*, New York. Canadian Journal of Botany 53 : 1465-1472.

GRONDIN, P., 1996. *Les milieux humides du Québec*. Document de support au Bilan de la biodiversité du milieu forestier. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. 30 p.

HALPERN, C.B. et T.A. SPIES, 1995. *Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest*. Ecological Application 5 : 913-934.

HUNTER, M.L. JR., 1990. *Wildlife forests and forestry : principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

HUOT, J., 1996. *Conservation de la biodiversité à l'échelle du peuplement et sylviculture dans le contexte québécois*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Service du suivi environnemental. Rapport RN96-3082. 56 p.

LAMONTAGNE, L. et M.C. NOLIN, 1997. *Cadre pédologique de référence pour la corrélation des sols*. Équipe pédologique du Québec, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Sainte-Foy, Québec. 69 p.

LEGENDRE L. et P. LEGENDRE, 1979. *Écologie numérique*. Tomes 1 et 2, Les Presses de l'Université du Québec, Masson.

LEVESQUE, F., H. D'AVIGNON, V. GERARDIN et R. OUIMET, 1999. *Établissement d'indicateurs d'aménagement forestier durable dans une aire commune : stocks de carbone des sols forestiers*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 92. 20 p.

MAGURRAN, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, N.J.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1994. *Gestion intégrée des ressources de la réserve faunique des Laurentides : cadre écologique de référence*. Version préliminaire. Gouvernement du Québec, Direction du patrimoine écologique, Service de la cartographie écologique.

MEF, 1996. *Convention sur la diversité biologique*. Stratégie de mise en œuvre au Québec. 122 p.

MEF, 1981. *Vade-Mecum des relevés écologiques*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement, Service des inventaires écologiques. 61 p.

MONK, C.D., 1967. *Tree species diversity in the eastern deciduous forest with particular reference to North Central Florida*. American Naturalist 101 : 173-187.

MRN (MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES), 1994. *Le point d'observation écologique*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la gestion des stocks forestiers, Service des inventaires forestiers. 116 p.

MRN, 1996. *Biodiversité du milieu forestier : bilan et engagements du ministère des Ressources naturelles*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier. 152 p.

MRN, 1998. *Développement forestier durable : proposition de critères et d'indicateurs pour le Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier. 94 p. + annexes.

NTSYS-pc (*Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System for the IBM PC microcomputer (and compatibles)*, 1987. Applied Biostatistics inc. 37p.

OUIMET, R., H. D'AVIGNON, S. TREMBLAY et C. PÉRIÉ, 2000. *Comment calculer les indices de Pielou à partir de données d'inventaire écologique pour évaluer la diversité des écosystèmes forestiers*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 102. 12 p.

PÉRIÉ, C., F. LEVESQUE, H. D'AVIGNON, V. GERARDIN et R. OUIMET, 2000a. *Utilisation d'indicateurs cartographiques dans la caractérisation de la mosaïque forestière à l'échelle d'une aire commune*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 101. 18 p.

PÉRIÉ, C., H. D'AVIGNON, V. GERARDIN et R. OUIMET, 2000b. *Cartographie de la productivité d'une aire commune située dans la forêt boréale de l'Est*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 106. 16 p.

PIELOU, E.C., 1993. *Measuring biodiversity : quantitative measures of quality*. In Fenger, M.A., E.H. Miller, J.A. Johnson and E.J.R. Williams (Éd.) Our living legacy : Proceedings of a symposium on biological diversity. Victoria, BC, Royal British Columbia Museum, 85-95.

PITKÄNEN, S., 1998. *The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in managed forests*. Forest Ecology and Management 112 : 121-137.

QIAN, H., 1998. *Large-scale biogeographic patterns of vascular plant richness in North America : an analysis at the generic level*. Journal of Biogeography 25 : 829-836.

QIAN, H., K. KLINKA et G.J. KAYAHARA, 1998. *Longitudinal patterns of plant diversity in the North American boreal forest*. Plant Ecology 138 : 161-178.

ROBERTS, M.R. et F.S. GILLIAM, 1995. *Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems ; implications for forest management*. Ecological Application 5 : 969-977.

THIBAULT, M. et D. HOTTE, 1985. *Les régions écologiques du Québec méridional : 2e approximation*. Carte couleur 1 : 1 250 000. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, Service de la recherche, Québec.

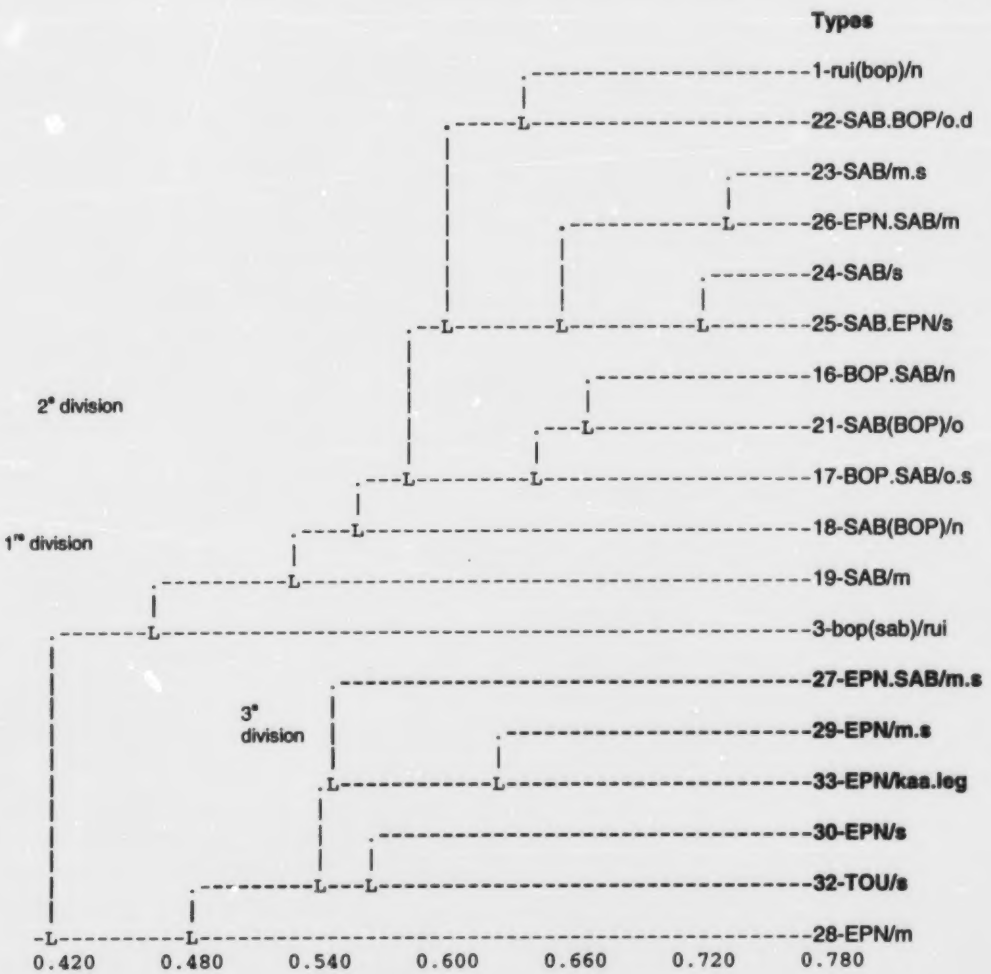
THOMAS, S.C., C.B. HALPERN, D.A. FALK, D.A. LIGUORI et K.A. AUSTIN, 1999. *Plant diversity in managed forests : understory responses to thinning and fertilization.* Ecological Application 9 : 864-879.

WELSH, D.A. et L.A. VENIER, 1996. *Binoculars and satellites : developing a conservation framework for boreal forest wildlife at varying scales.* Forest Ecology and Management 85 : 53-65.

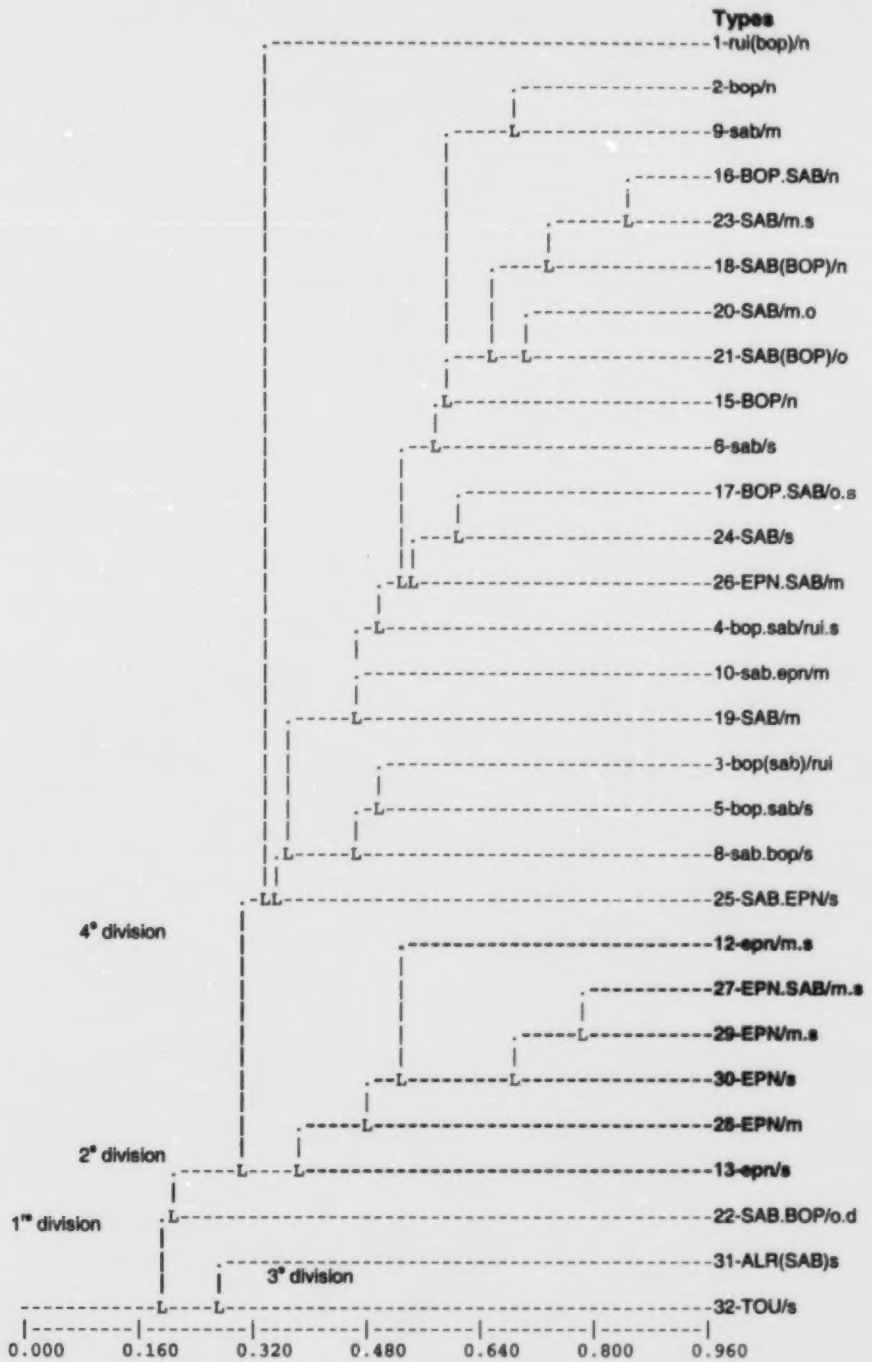
WHITTAKER, R.H., 1977. *Evolution of species diversity in land communities.* Evolutionary Biology 10 : 1-67.

YORKS, T.E. et S. DABYDEEN, 1999. *Seasonal and successional understory vascular plant diversity in second growth hardwood clearcuts of western Maryland, USA.* Forest Ecology and Management 119 : 217-230.

Annexe A. Arbre de classification construit à partir de la matrice des coefficients de Jaccard calculés pour chacun des types de végétation du MRN pris deux à deux



Annexe B. Arbre de classification construit à partir de la matrice des coefficients de Jaccard calculés pour chacun des types de végétation du MEF pris deux à deux



Indices de l'analyse de groupements

2000-3120

ISBN 2-550-36681-6
Dépôt légal 2000
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
© 2000 Gouvernement du Québec

Québec
Ministère des
Ressources naturelles